



Fakultet for anvendt økologi, landbruksfag og bioteknologi

Nils-Ánte Triumf

Bacheloroppgave

Bestandsestimering av rødrev (*Vulpes vulpes*) ved bruk av kamerafeller

Population density estimation of red fox (*Vulpes vulpes*) using camera traps

Bachelor i utmarksforvaltning

2020

Innhold

Innhold

INNHold	3
NORSK SAMMENDRAG	4
ENGELSK SAMMENDRAG (ABSTRACT)	5
1. INNLEDNING	7
2. MATERIALE OG METODE.....	11
2.1 STUDIEOMRÅDE	11
2.2 STUDIEDESIGN	12
2.3 FELTARBEID	13
2.3.1 <i>Feltprotokoll</i>	13
2.4 BEARBEIDING AV DATA OG ANALYSE.....	14
3. RESULTATER.....	15
4. DISKUSJON	16
LITTERATURLISTE	18

Norsk sammendrag

Rødrev er en nøkkelart i økosystemet, likevel har man ennå ikke funnet en nøyaktig og kostnadseffektiv måte å bestandsestimere rødreven på. Den har økt i antall de siste 70 årene, og kan ha store og uønskede effekter på andre arter gjennom både predasjon, sykdommer og konkurranse. Det kan være utfordrende å forvalte arten uten kjennskap til bestandsstatus. Jeg prøvde å bestandsestimere rødrev i et relativt produktivt landskap i Kolmården i Sverige ved hjelp av random encounter model (REM). REM er utviklet for å bestandsestimere arter uten individuelle kjennetegn ved hjelp av kamerafeller. Modellparametere man trenger er fangstrate, bevegelseshastighet/distanse gått per døgn, deteksjonsavstand og deteksjonsvinkel. 51 tilfeldig oppsatte kamerafeller på cirka 50 km² var aktive i 2-3 måneder sommeren 2019. Resultatet var en tetthetsestimering på 0,14 rever per km², noe som er lavere enn forventet fordi studiet ble utført på sensommeren i et produktivt landskap. Få andre studier har fått så lave tetthetsestimater. Det lave tetthetsestimatet skyldes sannsynligvis overestimert hastighet, kameraskye rever eller at tilfeldig oppsatte kameraer ikke var i revenes kjerneområder. Konklusjonen min er at det gikk ikke an å bestandsestimere rødrev med REM. I fremtiden kunne man prøvd å sammenligne resultater fra REM med uavhengige tetthetsestimater. Kanskje mulig å utvikle metoden ved hjelp av GPS og DNA. Man kan bruke bevegelseshastighet fra GPS-data i modellen. Man kan sammenlikne REM med DNA-metodikk som fungerer, og evaluere metoden og muligens kalibrere REM.

Engelsk sammendrag (abstract)

Red fox is a keystone species in the ecosystem, yet an accurate and cost-effective way to estimate red fox population density has not yet been developed. It has increased in numbers over the last 70 years and could have major and undesirable effects on other species through predation, disease and competition. Managing the species can be challenging without knowledge of population density. I tried to estimate the population density of red fox in a relatively productive landscape in Kolmården in Sweden using the random encounter model (REM). REM is designed to estimate population densities of species without individual characteristics using camera traps. The model parameters you need are trapping rate, movement speed / distance covered per day, detection distance and detection angle. 51 randomly placed camera traps of approximately 50 km² were active for 2-3 months in the summer of 2019. The result was a density estimate of 0.14 foxes per km², which is lower than expected because the study was conducted in late summer in a productive landscape. Few other studies have obtained such low-density estimates. The low-density estimate is probably due to overestimated speed, camera shy foxes or randomly placed cameras not being in the core areas of the foxes. My conclusion is that it was not possible to estimate red fox density with REM. In the future, we could try to compare results from REM with independent density estimates. Perhaps it is possible to develop the method using GPS and DNA. You can use the movement speed from GPS data in the model. One can compare the REM with DNA methodology and evaluate the method and possibly calibrate the REM.

Forord

Denne bacheloroppgaven er avslutningen på tre fantastiske år som bachelorstudent ved Høgskolen i Innlandet, avdeling Evenstad. Arbeidet med denne oppgaven har vært veldig lærerikt. Både feltarbeidet og skriveprosessen har utfordret meg på mange måter. Feltarbeidet fordi det ble mye venting på utstyr, og etter hvert et møysommelig arbeid langt inne i de svenske skoger. Oppgaveskrivingen vårsemesteret 2020 har vært noe krevende, spesielt siden campus ble stengt på grunn av Covid-19 pandemien og alle strenge tiltak knyttet til dette. Jeg føler nå at jeg har kommet sterkere ut av det, og er blitt motivert til fremtidig forskningsarbeid.

Jeg vil takke John Odden og NINA for lånet av viltkameraene som jeg brukte ute i felt. Uten de kameraene så hadde nok datagrunnlaget blitt nokså skrøpelig. Takk til Tim Hofmeester for hjelp og rådgivning med analyser. Jeg vil også rette en stor takk til Bosse Söderberg og Cynthia Leuckhardt for godt vennskap og uvurderlig hjelp med feltarbeidet gjennom en lang og varm sommer i fjor. Sist, men ikke minst vil jeg takke min veileder, Morten Odden, for å ha gitt meg muligheten til å bli med i et så spennende prosjekt. Og tusen takk for all hjelp og veiledning med analyser og skrivning, samt god kommunikasjon gjennom hele arbeidet.

Kautokeino 28.05.2020



Gjenopprettelig signatur

X Nils-Ante Triumf

Nils-Ánte Triumf

Signert av: 2befec99-1692-401c-a5b8-0d8e5eaa35bc

1. Innledning

Rødrev (*Vulpes vulpes*) er et av de pattedyrene med videst utbredelse i verden (Hoffmann & Sillero-Zubiri, 2016). Den er en nøkkelart i det skandinaviske økosystemet (Lindstrom, 1989; Lindstrom et al., 1994; Panzacchi et al., 2008; Smedshaug, Selas, Lund & Sonerud, 1999). Rødreven er en utpreget generalistpredator og opportunist som har en veldig variert diett. Den spiser hovedsakelig smågnagere, men også små pattedyr, evertebrater, fugler, egg, amfibier, kadavre, slakteavfall, frukt og bær (Lindström, 1982; Needham, Odden, Lundstadsveen & Wegge, 2014).

Rødreven er en viktig predator for småvilt, og er med på å holde bestandsstørrelsene nede (Lindstrom et al., 1994). I tillegg til det, så ser det ut som at rødreven overfører smågnagersvingninger til andre arter. Den alternative byttedyrhypotesen går ut på at predasjon synkroniserer bestandssvingninger mellom hovedbyttedyr og andre arter (Angelstam, Lindstrom & Widen, 1984; Hagen, 1952). Det vil si at når det er overflod av hovedbyttedyr (smågnagere for rødrev), så øker antall rovdyr i form av økt reproduksjon og overlevelse. Samtidig blir det mindre predasjon på alternative byttedyrarter, som småvilt, som dermed også øker i antall på grunn av høyere overlevelse. Når hovedbyttedyrbestanden krasjer, og det plutselig ikke er mer hovedbyttedyr igjen for rovdyrbestandene som da er langt over bæreevne, så begynner de å predatere mer på alternative byttedyr, som dermed også får en kraftig nedgang (Angelstam et al., 1984; Hagen, 1952). Lindström (1994) fant at rødreven overførte smågnagersvingninger til hare og skogsfugl, mens andre mente at det bare gjaldt skogsfugl, ikke hare (Small, Marcstrom & Willebrand, 1993). Ved lave smågnagertettheter påvirker rødreven kyllingproduksjonen til rype- og skogsfugl negativt, samt at den kan ha en negativ effekt på voksenpopulasjonen i noen år etter det (Breisjøberget, Odden, Wegge, Zimmermann & Andreassen, 2018; Marcstrom, Kenward & Engren, 1988). Det er påvist at rødrev dreper flere rådyrkje ved lave smågnagertettheter (Kjellander & Nordstrom, 2003). Rødreven er også en av de viktigste predatorene på vadefuglreir i Europa (MacDonald & Bolton, 2008). I England er det vist at rødreven er den viktigste predatoren på storspove-reir (*Numenius arquata*) (Zielonka, Hawkes, Jones, Burnside & Dolman, 2020). Den predaterer også på gjess (Robert, 1958; Wright & Giles, 1988; Øien & Aarvak, 2008).

Rødreven er hovedvert og vektor for mange sykdommer, som for eksempel revens dvergbendelorm (*Echinococcus multilocularis*), hundespilmark (*Toxocara canis*) og trikiner (*Trichinella spp.*) (Eckert & Deplazes, 2004; Lazar, 2006). Revens dvergbendelorm fører til

alveolar echinococcosis hos mennesker, som er potensielt dødelig (Eckert & Deplazes, 2004). Revens dvergbendelorm har spredt seg til flere og flere land i Europa siden 80-tallet, men har holdt seg på samme nivå de siste årene (European Food Safety, European Ctr Dis Prevention & Ecdc, 2019). Spredningen er av flere koblet til en økning i antall rødreven (Deplazes, Hegglin, Gloor & Romig, 2004; Lazar, 2006; Schweiger et al., 2007). Den er ikke påvist i fastlands-Norge, men den er påvist i Sverige (European Food Safety et al., 2019). Siden rødreven kan spre seg langt og over landegrensene, så kan den potensielt bringe sykdommer til Norge (Colson, Smith & Hundertmark, 2017; Hagenlund et al., 2019; Walton, Samelius, Odden & Willebrand, 2018).

I etterkrigstiden har rødreven økt i antall i Europa (Chautan, Pontier & Artois, 2000; Gloor, Bontadina, Hegglin, Deplazes & Breitenmoser, 2001; Schweiger et al., 2007; Selas & Vik, 2006). Det er mange hypoteser, og grunnen til økningen er nok en blanding av klimatiske endringer og både direkte og indirekte menneskelig påvirkning. Det er foreslått at vellykket vaksinerings mot rabies, spesielt i Mellom-Europa er én grunn (Chautan et al., 2000; Deplazes et al., 2004). Få topppredatorer i form av ulv (*Canis lupus*) og jerv (*Gulo gulo*) er nevnt som en mulig årsak (Selas & Vik, 2006), mens andre mener at både «top-down»- og «bottom-up»-prosesser har en effekt for bestandsstørrelsene til mellomstore rovdyr (Elmhagen & Rushton, 2007). Lite til ingen ulv i Norge kan ha vært en medvirkende årsak til høyere hjorteviltbestander, spesielt rådyr (*Capreolus capreolus*), som kan ha ført til flere kadaver og mer slakteavfall etter jakt (Selas & Vik, 2006). Flere studier har vist at hjorteviltkadaver er en viktig ressurs for rødreven (Jedrzejewski & Jedrzejewska, 1992; Killengreen et al., 2011; Needham et al., 2014). Bedre mattilgang som følge av varmere klima og moderne skogsbruk kan også være viktige grunner til økningen og spredningen av rødreven (Bogdziewicz & Zwolak, 2014; Elmhagen et al., 2017; Hersteinsson & Macdonald, 1992; Selas & Vik, 2006). Med høye og stabile bestandstall kan rødreven ha uønskede påvirkninger på andre arter (Ritchie & Johnson, 2009). Det er for eksempel veldig sannsynlig at rødrevens ekspansjon nordover og høyere opp i terrenget fortrenger fjellrev (*Vulpes lagopus*) (Angerbjørn et al., 2013; Direktoratet for naturforvaltning, 2003; Elmhagen et al., 2017). Fjellrev unngår områder med rødreven (Linnell, Strand & Landa, 1999; Tannerfeldt, Elmhagen & Angerbjørn, 2002). Rødreven kan også drepe fjellrev (Frafjord, Becker & Angerbjørn, 1989; Tannerfeldt et al., 2002). I tillegg til det så overtar den gjerne fjellrevhi og er generelt en næringskonkurrent for fjellreven (Elmhagen, Tannerfeldt & Angerbjørn, 2002; Frafjord, 2000, 2003).

Det kan være problematisk å forvalte arten uten kunnskap om bestandstetthet. Tiltak som for eksempel utskyting kan være vanskelig å gjennomføre både praktisk og etisk. Det har blitt brukt flere forskjellige metoder for å estimere tettheten av rødrev, som bruk av avføringsindekser (Baines, Aebischer, Macleod & Woods, 2013), DNA fra avføring kombinert med fangst-gjenfangst-modell (Wegge, Bakke, Odden & Rolstad, 2019), telling av avføringstetthet (Webbon, Baker & Harris, 2004), besøksindekser ved duftstasjoner (Travaini, Laffitte & Delibes, 1996), telling med lyskastere på transektlinjer og punkter (Ruetten, Stahl & Albaret, 2003) kartlegging av aktive hi (Lindstrom, 1989), og sporing på snø (Wegge & Rolstad, 2011). Bruk av GPS-halsbånd kan gi detaljerte data om blant annet hjemmeområde, spredning og populasjonsdynamikk, men er foreløpig altfor dyrt for omfattende bestandsovervåking (Cagnacci, Boitani, Powell & Boyce, 2010; Wegge et al., 2019). DNA fra avføring kombinert med fangst-gjenfangst-modeller ser ut til å gi gode tetthetsestimater, men det er ressurskrevende å plukke avføring og DNA-analyser er dyre (Quasim, MacDonald & Sarre, 2018; Wegge et al., 2019).

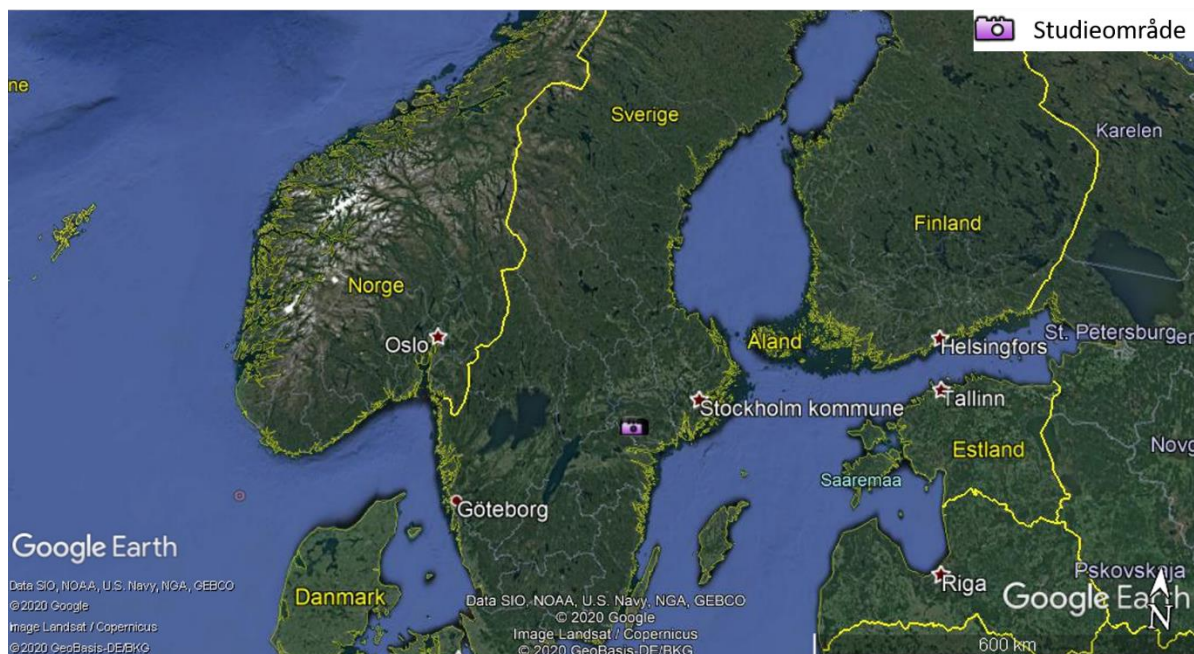
Kamerafeller har blitt brukt siden begynnelsen av 1900-tallet (Hamel et al., 2013; Kays & Slauson, 2008). Bruken av kamerafeller har økt i takt med teknologiske framskritt (Kays & Slauson, 2008). Etter at viltkameraer ble kommersialisert har de blitt bedre, billigere og enklere å bruke (Hamel et al., 2013; Kays & Slauson, 2008). Man har siden midten av 1990-tallet brukt kamerafeller til å bestandsestimere forskjellige arter med individuelle kjennetegn gjennom fangst-gjenfangst (Burton et al., 2015; Heilbrun, Silvy, Tewes & Peterson, 2003; Karanth, 1995; Karanth & Nichols, 1998). Siden det er umulig å identifisere enkeltindivider av rødrev på bilder (Guthlin, Storch & Kuchenhoff, 2014), så ville jeg teste om Random encounter model (REM) (Rowcliffe, Field, Turvey & Carbone, 2008) fungerer på rødrev. Denne modellen er utviklet for å kunne estimere bestandstetthet for arter som ikke kan individbestemmes på bilder. Den er tidligere brukt til blant annet Harvey's duiker (*Cephalophus harveyi*) (Rovero & Marshall, 2009), mår (*Martes martes*) (Manzo, Bartolommei, Rowcliffe & Cozzolino, 2012), villkatt (*Felis silvestris*) (Anile, Ragni, Randi, Mattucci & Rovero, 2014), hare (*Lepus timidus*) og sørhare (*Lepus europaeus*) (Caravaggi et al., 2016), og elg (*Alces alces*) og rådyr (Pfeffer et al., 2018). Modellen gir en faktor som lineært skalerer fangstrate med tetthet, avhengig av to viktige biologiske variabler (gjennomsnittlig gruppestørrelse og dagområde) og to egenskaper ved kamerasensoren (avstand og vinkel som den oppdager dyret i) (Rowcliffe et al., 2008).

Målsetningen for denne oppgaven er å undersøke om metoden Rowcliffe et al. presenterte i 2008 fungerer på rødrev. Problemstilling: Fungerer REM for å bestandsestimere rødrev? For å teste om man kan estimere tetthet av rødrev med denne metoden, dro jeg til et område i Sverige hvor jeg antar at det er en ganske tett rødrevbestand. Jeg satte opp 51 kamerafeller som var aktive i 2-3 måneder sommeren 2019.

2. Materiale og metode

2.1 Studieområde

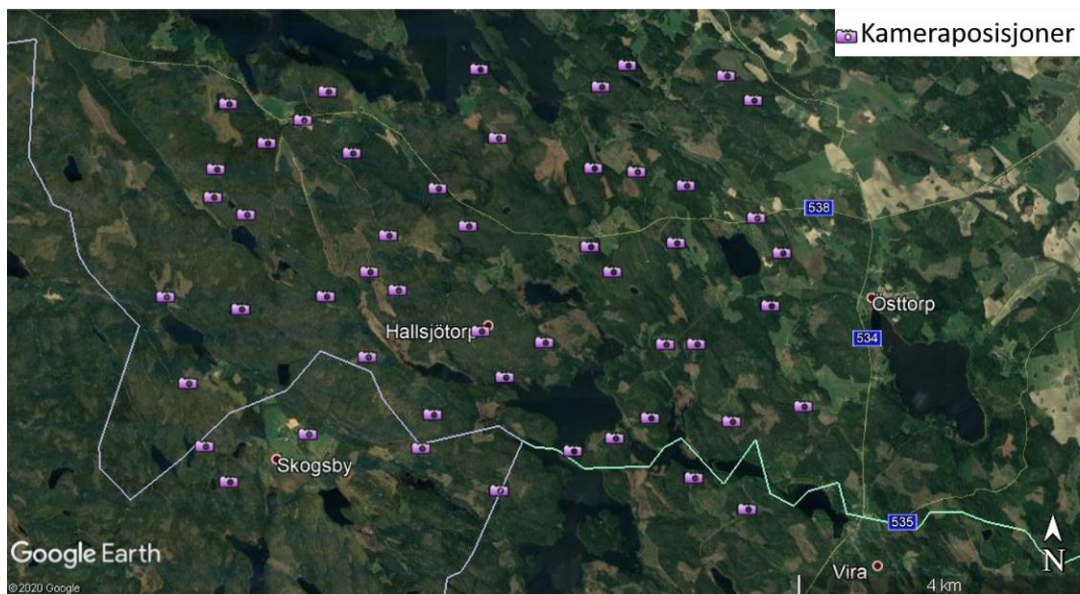
Studieområdet er i Kolmården (58° N) i Sverige (Figur 1). Området er hovedsakelig i Katrineholm kommune i Södermanlands län, men berører også Nyköping kommune i samme län og Norrköping kommune i Östergötlands län. Det består av boreonemoral skog med hogstflater, jordbruk og spredt menneskelig bebyggelse (Walton, Samelius, Odden & Willebrand, 2017). Skogen er kraftig fragmentert med skogsbilveier. Gjennomsnittlig lufttemperatur for juni, juli, august og september i 2019 var 15,75° og gjennomsnittlig månedsnedbør for juni, juli, august og september i 2019 var 47 mm (SMHI, 2019a, b, c, d). Gjennomsnittlig høyde over havet er ca. 75 meter over havet (Google Earth Pro, 2020). Det er et rikt dyreliv i området med 11 pattedyrarter og noen fuglearter fanget på kameraene. Artene fanget på kamera var rødrev, elg, hjort (*Cervus elaphus*), dåhjort (*Dama dama*), rådyr, villsvin (*Sus scrofa*), gaupe (*Lynx lynx*), grevling (*Meles meles*), mår, ekorn (*Sciurus vulgaris*), hare, trane (*Grus grus*), storfugl (*Tetrao urogallus*), ringdue (*Columba palumbus*), kjøttmeis (*Parus major*), svartspett (*Dryocopus martius*), i tillegg til noen fuglearter jeg ikke kjenner til.



Figur 1. Kart som viser hvor i Sverige studieområdet er.

2.2 Studiedesign

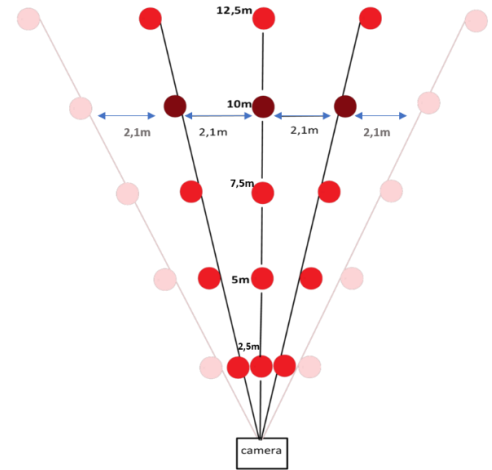
Jeg satte opp 51 kameraer tilfeldig på totalt ca. 50 km² (Figur 2). Jeg lagde 3 tilfeldige punkter per 1 km²-rute med random number generator i Microsoft Excel 2016. Punktene var prioritert fra 1 til 3. Hvis det for eksempel ikke gikk an å sette opp kamera eller det ikke var mulig å komme seg til punkt 1, så prøvde jeg punkt 2. Hvis det ikke gikk an å sette opp kamera eller det ikke var mulig å komme seg til punkt 2, prøvde jeg punkt 3. Jeg hadde fem forskjellige kameratyper. 30 Bushnell Trophy Cam Aggressor (www.bushnell.com), 10 Ldesign (ldesigntech.com), 4 Reconyx HF2X (www.reconyx.com), 4 ScoutGuard SG550V (scoutguard550.com) og 3 WingCam. 25 av kameraene ble satt opp 20.-26. juni 2019, mens de resterende 26 ble satt opp 18.-21. juli 2019. Alle kameraene ble hentet 26.-27. september 2019. På grunn av feil med 3 av kameraene, ble bare 48 av kameraene brukt i analysene.



Figur 2. Kart over kameraposisjonene.

2.3 Feltarbeid

Før jeg begynte å sette ut kameraene måtte jeg teste kameraoppsettet. Jeg ville sette opp pinner foran kameraet for å lettere kunne måle revens fart og avstand til kameraet. Jeg testet hvor bredt jeg kunne legge pinnene foran kameraet, så den bredden passet for alle kameratypene jeg hadde. Jeg lagde deretter en standardmal som jeg brukte på alle lokasjoner (Figur 3). Det var 3 rader med pinner for Reconyx, ScoutGuard, WingCam og Bushnell, mens Ldesign måtte ha 5 rader fordi den har bredere format enn de andre kameratypene. Det var pinner på 2,5 m, 5 m, 7,5 m, 10 m og 12,5 m fra kameraet. Fra den midterste pinnen på 10 meter, var det 2,10 meter til pinnene ved siden av den (og 2,10 m fra den pinnen til neste pinne, når det var 5 rader med pinner) (Figur 3). Jeg merket pinnene med forskjellige fargekoder for hver avstand for å kunne identifisere avstanden på bildene. Innstillingene på alle kameratypene ble justert så likt som mulig. Alle kameraene ble innstilt til å ta 3 bilder hver gang det ble utløst. Kameraene hadde enten middels eller høy sensitivitet.

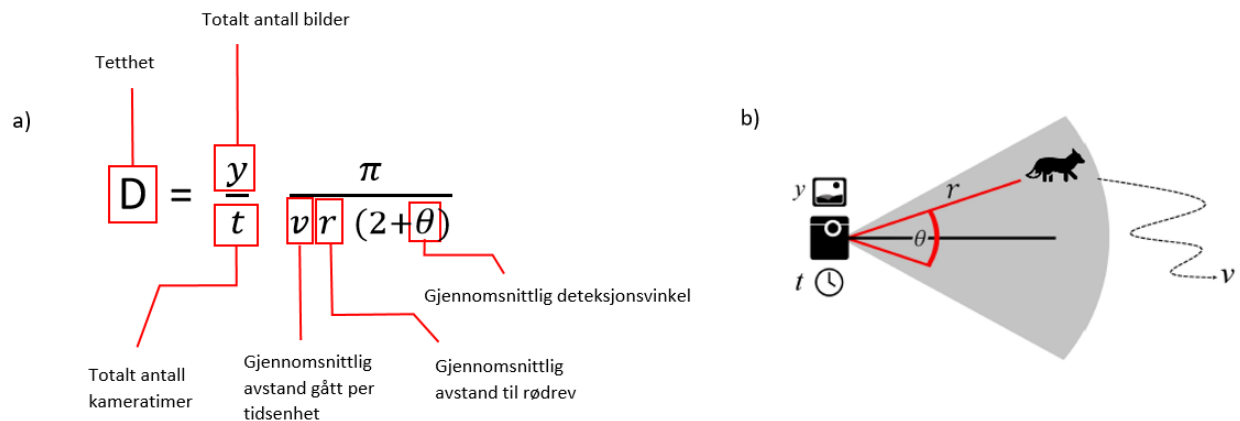


Figur 3. Standardmal for hvordan pinnene ble satt ut. Hvert punkt representerer en pinne. 3 eller 5 rader avhengig av kameratype. Midterste pinnen på 10m er referansepinnen for resten av pinnene.

2.3.1 Feltprotokoll

1. Jeg fant det tilfeldige punktet med GPS.
2. Satte kamera i nærmeste tre ca. 60 cm over bakken og siktet kameraet rett nordover.
3. Satte ut pinner med fargekoder som vist på figur (Figur 3).
4. Tok bilde av pinnene med viltkameraet, og fjernet pinnene.
5. Slo på viltkameraet, og forlot stedet.

2.4 Bearbeiding av data og analyse

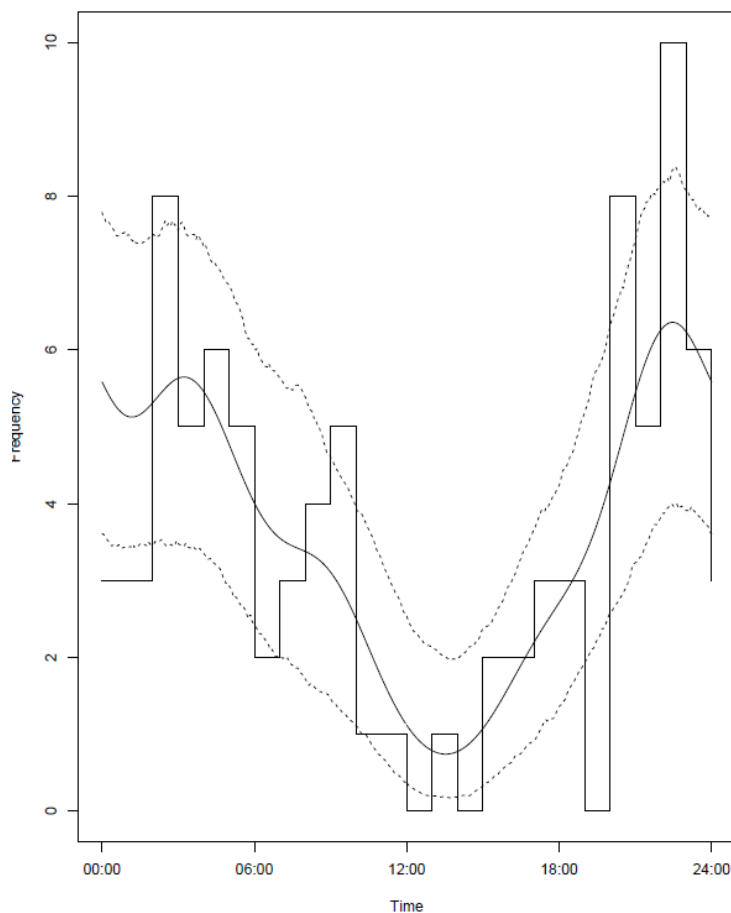


Figur 4. Modifisert og oversatt figur fra Caravaggi et al. (2016). a) Formelen for REM som definert i Rowcliffe et al. (2008). b) Diagram for modellparametere.

For å regne ut tetthet trenger man fangstrate (antall bilder per tidsenhet, y/t), revens bevegelseshastighet (v), og deteksjonsavstand (r) og deteksjonsvinkel i radianer (θ) til reven (Figur 4). Fangstraten fikk jeg ved å dividere totalt antall bilder (y) med totalt antall kameratimer (t). Revens bevegelseshastighet (distanse gått per døgn) fant jeg ved å måle avstanden reven gikk mellom første og siste bilde i bildeserien (se hvordan litt lenger nede), og dividere det med antall sekunder det var mellom første og siste bilde (= meter per sekund). Jeg utførte en aktivitetsanalyse med pakken *activity* (Rowcliffe, 2019) i R 3.6.3 (R Core Team, 2020). I følge den så var revene aktive 56 % av døgnet. Jeg ganget gjennomsnittlig fart i meter per sekund med 0,56 for å få distanse gått per døgn. For å måle avstand og vinkel fra kameraet til revene lagde jeg et skjema med den samme vifteformen (Figur 2) som pinnene har i virkeligheten i målestokk 1/100. Jeg brukte GIMP 2.10.14 (The GIMP Development Team, 2019) for å overlegge bilder. Jeg la inn bildet av pinnene og alle bildene av rev i en bildeserie. Jeg kopierte det første bildet i serien oppå bildet av pinnene. Videre justerte jeg gjennomsiktighetsgraden til jeg så både reven og pinnene. Deretter prøvde jeg å se så nøyaktig som mulig hvor reven var i forhold til vifteformen og kameraet. Så tegnet jeg inn revens posisjon på skjemaet. Det samme ble gjort med alle bildene i serien. På skjemaet målte jeg hvor langt unna kameraet den første posisjonen til reven er. Jeg brukte gradeskive for å måle vinkelen fra kameraet til revens første posisjon. Jeg målte hvor langt det er mellom alle posisjonene til reven for å finne avstand gått. For å få et tetthetsestimater brukte jeg pakken *remBoot* (Caravaggi, 2017) i R 3.6.3 (R Core Team, 2020).

3. Resultater

Jeg fikk totalt 86 observasjoner av rødrev fordelt på 3584 kameradøgn (85 959 timer). Dette gir en fangstrate på 2,4 observasjoner per 100 kameradøgn. 72 av observasjoner var serier av bilder, mens 14 av observasjonene var enkeltbilder. Enkeltbildene ble brukt til å måle avstand og vinkel fra kameraet. Revne hadde en gjennomsnittlig fart på 3,18 ($\pm 0,33\text{SE}$) km/t ved kamerapassering. Revne var aktive 56,3% $\pm 6,8\%\text{SE}$ (95% KI = 39,7-66,3) av døgnet. Bevegelseshastighet/distanse gått per døgn blir dermed 42,74 km. Revne er nattaktive, de er mest aktive cirka mellom kl. 18 og kl. 07 (Figur 4). Gjennomsnittlig deteksjonsavstand var 5,16 ($\pm 0,23\text{SE}$) meter. Gjennomsnittlig deteksjonsvinkel var $26,84^\circ$ ($\pm 1,95^\circ\text{SE}$)/0,47 ($\pm 0,03\text{SE}$) radianer. Dermed ble tettheten estimert til 0,14 rever per km².



Figur 5. Aktivitetsmønsteret til revne basert på tidspunkter for observasjonene, der "Time" er tid på døgnet og "frequency" er frekvensen av observasjoner.

4. Diskusjon

Målet med denne oppgaven var å finne ut om REM fungerer for å bestandsestimere rødrev. Tetthetsestimatet mitt på 0,14 rever per km² er lavt sammenlignet med andre studier. På slutten av 1970-tallet lå vårtettheter av rødrev rundt 0,2-0,4 rever per km² i Sør-Sverige (Lindström, 1982). På cirka samme breddegrad i Norge, er det estimert vårtetthet på 0,32-0,60 rever per km² (Wegge et al., 2019). I Spania, Portugal og Frankrike har det blitt estimert tettheter på 0,41 rever per km² (Jimenez et al., 2017), 0,28-1,6 rever per km² (Jimenez et al., 2019), 0,61 rever per km² (Sarmiento, Cruz, Eira & Fonseca, 2009) og 0,39-3,54 rever per km² (Ruetten et al., 2003). Tetthetsestimater fra rurale strøk i Storbritannia gir vinter/vårtettheter på 0,21-2,23 rever per km² (Webbon et al., 2004) og 0,16-1,17 rever per km² (Heydon, Reynolds & Short, 2000), og sommertettheter på 0,59-2,62 rever per km² (Heydon et al., 2000). En samlestudie basert på publisert data fra 69 områder i Europa og Asia ga en gjennomsnittlig vintertetthet på 0,21 rever per km² (Barton & Zalewski, 2007). Fordi min studie foregikk på sensommeren (årsvalper inngår i populasjonen) i et produktivt landskap (Walton et al., 2017), hadde jeg forventet et høyere tetthetsestimat. Jeg anser derfor mitt tetthetsestimat på 0,14 rever per km² som urimelig.

En mulig feilkilde er at revene kanskje skynder seg forbi kameraet, som gir en overestimert hastighet. Overestimert hastighet i sammenheng med få observasjoner gir lavt tetthetsestimat. Høy hastighet innebærer at revene oftere passerer kamera, og jeg hadde relativt få passeringer/observasjoner, som dermed gir et lavt tetthetsestimat. Ikke engang rever på utvandring har så høy bevegelseshastighet som jeg fikk fra mine data (Walton et al., 2018). Bruk av GPS-data for å finne bevegelseshastighet kan kanskje hindre en overestimering av hastighet. Det kan også være andre deler av modellen som er feil, men jeg antar at avstand og vinkel til kameraet er målt nøyaktig. Bruken av fargekodete pinner så ut til å fungere greit, selv om det på noen bilder var litt vanskelig å se. Det er mulig at totalt antall observasjoner er for lavt dersom revene unngår kameraene. Det er tidligere rapportert om kameraskyhet i prærieulver (*Canis latrans*) og tigre (*Panthera tigris*) (Sequin, Jaeger, Brussard & Barrett, 2003; Wegge, Pokheral & Jnawali, 2004). En annen mulig grunn til det lave antallet observasjoner kan være at rever ikke beveger seg tilfeldig i landskapet. Det kan hende at revene bruker mye stier og veier når de forflytter seg. En studie med GPS-halsbånd i samme område som studieområdet mitt, fant at i gjennomsnitt 43 % av GPS-posisjonene var fordelt på cirka 1 % av hele leveområdet til reven (McKeown, Walton & Willebrand, 2020). Det betyr

at revene bruker noen deler av leveområdet sitt mye mer enn andre deler. Fordi kameraene ble satt ut tilfeldig kan det ha ført til at jeg ikke har fått med sånne høyfrekventerte områder i landskapet.

Konklusjon

Jeg konkluderer med at måten jeg forsøkte REM på, ikke fungerte for å bestandsestimere rødrev. Jeg mener man i fremtiden bør forsøke å sammenligne REM med uavhengige tetthetsestimater. Kanskje kan man bruke GPS-data for å finne bevegelseshastighet/distanse gått per døgn, og implementere det i modellen. Eventuelt bruke distanse gått per døgn fra andre studier. Det er kanskje mulig å bruke DNA på en eller annen måte for å utvikle metoden videre. DNA-basert metodikk med fangst-gjenfangst er en etablert metode som ser ut til å fungere (Wegge et al., 2019). Svakheten med DNA-metodikk er høy kostnad. Man vil kunne sammenlikne REM med denne for å evaluere metoden og eventuelt kalibrere REM.

Litteraturliste

- Angelstam, P., Lindstrom, E. & Widen, P. (1984). ROLE OF PREDATION IN SHORT-TERM POPULATION FLUCTUATIONS OF SOME BIRDS AND MAMMALS IN FENNOSCANDIA. *Oecologia*, 62(2), 199-208. <https://doi.org/10.1007/bf00379014>
- Angerbjörn, A., Eide, N. E., Dalen, L., Elmhagen, B., Hellström, P., Ims, R. A., ... Henttonen, H. (2013). Carnivore conservation in practice: replicated management actions on a large spatial scale. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 59-67. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12033>
- Anile, S., Ragni, B., Randi, E., Mattucci, F. & Rovero, F. (2014). Wildcat population density on the Etna volcano, Italy: a comparison of density estimation methods. *Journal of Zoology*, 293(4), 252-261. <https://doi.org/10.1111/jzo.12141>
- Baines, D., Aebischer, N., Macleod, A. & Woods, J. (2013). Pine marten *Martes martes* and red fox *Vulpes vulpes* sign indices in Scottish forests: population change and reliability of field identification of scats. *Wildlife Biology*, 19(4), 490-495. <https://doi.org/10.2981/13-030>
- Barton, K. A. & Zalewski, A. (2007). Winter severity limits red fox populations in Eurasia. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 281-289. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00299.x>
- Bogdziewicz, M. & Zwolak, R. (2014). Responses of small mammals to clear-cutting in temperate and boreal forests of Europe: a meta-analysis and review. *European Journal of Forest Research*, 133(1), 1-11. <https://doi.org/10.1007/s10342-013-0726-x>
- Breisjoberget, J. I., Odden, M., Wegge, P., Zimmermann, B. & Andreassen, H. (2018). The alternative prey hypothesis revisited: Still valid for willow ptarmigan population dynamics. *Plos One*, 13(6), 14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0197289>
- Burton, A. C., Neilson, E., Moreira, D., Ladle, A., Steenweg, R., Fisher, J. T., ... Boutin, S. (2015). Wildlife camera trapping: a review and recommendations for linking surveys to ecological processes. *Journal of Applied Ecology*, 52(3), 675-685. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12432>
- Cagnacci, F., Boitani, L., Powell, R. A. & Boyce, M. S. (2010). Animal ecology meets GPS-based radiotelemetry: a perfect storm of opportunities and challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365(1550), 2157-2162. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0107>
- Caravaggi, A. (2017). remBoot: An R package for Random Encounter Modelling. *Journal of Open Source Software*, 2(10). <https://doi.org/10.21105/joss.00176>
- Caravaggi, A., Zaccaroni, M., Riga, F., Schai-Braun, S. C., Dick, J. T. A., Montgomery, W. I. & Reid, N. (2016). An invasive-native mammalian species replacement process captured by camera trap survey random encounter models. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 2(1), 45-58. <https://doi.org/10.1002/rse2.11>
- Chautan, M., Pontier, D. & Artois, M. (2000). Role of rabies in recent demographic changes in Red Fox (*Vulpes vulpes*) populations in Europe. *Mammalia*, 64(4), 391-410. <https://doi.org/10.1515/mamm.2000.64.4.391>
- Colson, K. E., Smith, J. D. & Hundertmark, K. J. (2017). St. Matthew Island colonized through multiple long-distance red fox (*Vulpes vulpes*) dispersal events. *Canadian Journal of Zoology*, 95(8), 607-609. <https://doi.org/10.1139/cjz-2016-0289>
- Deplazes, P., Hegglin, D., Gloor, S. & Romig, T. (2004). Wilderness in the city: the urbanization of *Echinococcus multilocularis*. *Trends in Parasitology*, 20(2), 77-84. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2003.11.011>

- Direktoratet for naturforvaltning. (2003). *Handlingsplan for fjellrev* (2003-2). Hentet fra <http://tema.miljodirektoratet.no/old/dirnat/attachment/37/Rapport%202003-2.pdf>
- Eckert, J. & Deplazes, P. (2004). Biological, epidemiological, and clinical aspects of echinococcosis, a zoonosis of increasing concern. *Clinical Microbiology Reviews*, 17(1), 107-+. <https://doi.org/10.1128/cmr.17.1.107-135.2004>
- Elmhagen, B., Berteaux, D., Burgess, R. M., Ehrich, D., Gallant, D., Henttonen, H., ... Angerbjorn, A. (2017). Homage to Hersteinsson and Macdonald: climate warming and resource subsidies cause red fox range expansion and Arctic fox decline. *Polar Research*, 36, 15. <https://doi.org/10.1080/17518369.2017.1319109>
- Elmhagen, B. & Rushton, S. P. (2007). Trophic control of mesopredators in terrestrial ecosystems: top-down or bottom-up? *Ecology Letters*, 10(3), 197-206. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.01010.x>
- Elmhagen, B., Tannerfeldt, M. & Angerbjorn, A. (2002). Food-niche overlap between arctic and red foxes. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 80(7), 1274-1285. <https://doi.org/10.1139/z02-108>
- European Food Safety, A., European Ctr Dis Prevention, C. & Ecdc. (2019). The European Union One Health 2018 Zoonoses Report. *Efsa Journal*, 17(12), 276. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5926>
- Frafjord, K. (2000). Do arctic and red foxes compete for food? *Zeitschrift Fur Säugetierkunde-International Journal of Mammalian Biology*, 65(6), 350-359.
- Frafjord, K. (2003). Ecology and use of arctic fox *Alopex lagopus* dens in Norway: tradition overtaken by interspecific competition? *Biological Conservation*, 111(3), 445-453. [https://doi.org/10.1016/s0006-3207\(02\)00314-2](https://doi.org/10.1016/s0006-3207(02)00314-2)
- Frafjord, K., Becker, D. & Angerbjorn, A. (1989). INTERACTIONS BETWEEN ARCTIC AND RED FOXES IN SCANDINAVIA - PREDATION AND AGGRESSION. *Arctic*, 42(4), 354-356.
- Gloor, S., Bontadina, F., Hegglin, D., Deplazes, P. & Breitenmoser, U. (2001). The rise of urban fox populations in Switzerland. *Mammalian Biology*, 66(3), 155-164.
- Google Earth Pro. (2020). Google Earth Pro (Version 7.3.3.7673 (64-bit)). Google LLC.
- Guthlin, D., Storch, I. & Kuchenhoff, H. (2014). Is it Possible to Individually Identify Red Foxes from Photographs? *Wildlife Society Bulletin*, 38(1), 205-210. <https://doi.org/10.1002/wsb.377>
- Hagen, Y. (1952). *Rovfuglene og viltpleien* (2. utg. utg.). Oslo: Gyldendal Norsk Forlag.
- Hagenlund, M., Linlokken, A., Ostbye, K., Walton, Z., Odden, M., Samelius, G., ... Wilson, R. (2019). Genetic Structure and Gene Flow in Red Foxes (*Vulpes vulpes*) in Scandinavia: Implications for the Potential Future Spread of *Echinococcus multilocularis* Tapeworm. *Applied Sciences-Basel*, 9(24), 14. <https://doi.org/10.3390/app9245289>
- Hamel, S., Killengreen, S. T., Henden, J. A., Eide, N. E., Roed-Eriksen, L., Ims, R. A. & Yoccoz, N. G. (2013). Towards good practice guidance in using camera-traps in ecology: influence of sampling design on validity of ecological inferences. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(2), 105-113. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210x.2012.00262.x>
- Heilbrun, R. D., Silvy, N. J., Tewes, M. E. & Peterson, M. J. (2003). Using automatically triggered cameras to individually identify bobcats. *Wildlife Society Bulletin*, 31(3), 748-755.
- Hersteinsson, P. & Macdonald, D. W. (1992). INTERSPECIFIC COMPETITION AND THE GEOGRAPHICAL-DISTRIBUTION OF RED AND ARCTIC FOXES *VULPES-VULPES* AND *ALOPEX-LAGOPUS*. *Oikos*, 64(3), 505-515. <https://doi.org/10.2307/3545168>

- Heydon, M. J., Reynolds, J. C. & Short, M. J. (2000). Variation in abundance of foxes (*Vulpes vulpes*) between three regions of rural Britain, in relation to landscape and other variables. *Journal of Zoology*, 251, 253-264. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2000.tb00608.x>
- Hoffmann, M. & Sillero-Zubiri, C. (2016). *Vulpes vulpes*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016: e.T23062A46190249. Hentet 02 April 2020
- Jedrzejewski, W. & Jedrzejewska, B. (1992). FORAGING AND DIET OF THE RED FOX VULPES-VULPES IN RELATION TO VARIABLE FOOD RESOURCES IN BIALOWIEZA-NATIONAL-PARK, POLAND. *Ecography*, 15(2), 212-220. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1992.tb00027.x>
- Jimenez, J., Chandler, R., Tobajas, J., Descalzo, E., Mateo, R. & Ferreras, P. (2019). Generalized spatial mark-resight models with incomplete identification: An application to red fox density estimates. *Ecology and Evolution*, 9(8), 4739-4748. <https://doi.org/10.1002/ece3.5077>
- Jimenez, J., Nunez-Arjona, J. C., Rueda, C., Gonzalez, L. M., Garcia-Dominguez, F., Munoz-Igualada, J. & Lopez-Bao, J. V. (2017). Estimating carnivore community structures. *Scientific Reports*, 7, 10. <https://doi.org/10.1038/srep41036>
- Karanth, K. U. (1995). ESTIMATING TIGER PANTHERA-TIGRIS POPULATIONS FROM CAMERA-TRAP DATA USING CAPTURE-RECAPTURE MODELS. *Biological Conservation*, 71(3), 333-338. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00057-w](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00057-w)
- Karanth, K. U. & Nichols, J. D. (1998). Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79(8), 2852-2862.
- Kays, R. W. & Slauson, K. M. (2008). Remote cameras. I R. A. Long, P. MacKay, W. J. Zielinski & J. C. Ray (Red.), *Noninvasive Survey Methods for Carnivores* (s. 105-134). Washington, DC, USA: Island Press.
- Killengreen, S. T., Lecomte, N., Ehrich, D., Schott, T., Yoccoz, N. G. & Ims, R. A. (2011). The importance of marine vs. human-induced subsidies in the maintenance of an expanding mesocarnivore in the arctic tundra. *Journal of Animal Ecology*, 80(5), 1049-1060. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01840.x>
- Kjellander, P. & Nordstrom, J. (2003). Cyclic voles, prey switching in red fox, and roe deer dynamics - a test of the alternative prey hypothesis. *Oikos*, 101(2), 338-344. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.11986.x>
- Lazar, P. a. Č. J. a. G. M. a. K. A. a. K. L. a. M. J. a. L. V. a. L. V. (2006). The red fox (*Vulpes vulpes* L.) as a source of zoonoses. *Veterinarski Arhiv*, 76.
- Lindstrom, E. (1989). FOOD LIMITATION AND SOCIAL REGULATION IN A RED FOX POPULATION. *Holarctic Ecology*, 12(1), 70-79.
- Lindstrom, E., Andren, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hornfeldt, B., Jaderberg, L., ... Swenson, J. E. (1994). DISEASE REVEALS THE PREDATOR - SARCOPTIC MANGE, RED FOX PREDATION, AND PREY POPULATIONS. *Ecology*, 75(4), 1042-1049. <https://doi.org/10.2307/1939428>
- Lindström, E. (1982). *POPULATION ECOLOGY OF THE RED FOX (VULPES VULPES L.) IN RELATION TO FOOD SUPPLY* University of Stockholm, Sweden, Stockholm, Sweden.
- Linnell, J. D. C., Strand, O. & Landa, A. (1999). Use of dens by red *Vulpes vulpes* and arctic *Alopex lagopus* foxes in alpine environments: Can inter-specific competition explain the non-recovery of Norwegian arctic fox populations? *Wildlife Biology*, 5(3), 167-176.
- MacDonald, M. A. & Bolton, M. (2008). Predation on wader nests in Europe. *Ibis*, 150, 54-73. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00869.x>

- Manzo, E., Bartolommei, P., Rowcliffe, J. M. & Cozzolino, R. (2012). Estimation of population density of European pine marten in central Italy using camera trapping. *Acta Theriologica*, 57(2), 165-172. <https://doi.org/10.1007/s13364-011-0055-8>
- Marcstrom, V., Kenward, R. E. & Engren, E. (1988). THE IMPACT OF PREDATION ON BOREAL TETRAONIDS DURING VOLE CYCLES - AN EXPERIMENTAL-STUDY. *Journal of Animal Ecology*, 57(3), 859-872. <https://doi.org/10.2307/5097>
- McKeown, B., Walton, Z. & Willebrand, T. (2020). Does recursive use of resource locations shape a home range? Exploring the red fox's cognitive map. *Wildlife Biology*, 2020(1). <https://doi.org/10.2981/wlb.00602>
- Needham, R., Odden, M., Lundstadsveen, S. K. & Wegge, P. (2014). Seasonal diets of red foxes in a boreal forest with a dense population of moose: the importance of winter scavenging. *Acta Theriologica*, 59(3), 391-398. <https://doi.org/10.1007/s13364-014-0188-7>
- Panzacchi, M., Linnell, J. D. C., Serrao, G., Eie, S., Odden, M., Odden, J. & Andersen, R. (2008). Evaluation of the importance of roe deer fawns in the spring-summer diet of red foxes in southeastern Norway. *Ecological Research*, 23(5), 889-896. <https://doi.org/10.1007/s11284-007-0452-2>
- Pfeffer, S. E., Spitzer, R., Allen, A. M., Hofmeester, T. R., Ericsson, G., Widemo, F., ... Cromsigt, J. (2018). Pictures or pellets? Comparing camera trapping and dung counts as methods for estimating population densities of ungulates. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4(2), 173-183. <https://doi.org/10.1002/rse2.67>
- Quasim, S., MacDonald, A. J. & Sarre, S. D. (2018). Towards more efficient large-scale DNA-based detection of terrestrial mammal predators from scats. *Mammal Research*, 63(3), 387-393. <https://doi.org/10.1007/s13364-018-0369-x>
- R Core Team. (2020). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Hentet fra <https://www.r-project.org/>
- Ritchie, E. G. & Johnson, C. N. (2009). Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 12(9), 982-998. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01347.x>
- Robert, B. K. (1958). The Nesting of the Canada Goose at Dog Lake, Manitoba. *The Wilson Bulletin*, 70(2), 168-183.
- Rovero, F. & Marshall, A. R. (2009). Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 1011-1017. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01705.x>
- Rowcliffe, M. (2019). activity: Animal Activity Statistics (Versjon R package version 1.3). Hentet fra <https://cran.r-project.org/package=activity>
- Rowcliffe, M., Field, J., Turvey, S. & Carbone, C. (2008). Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45(4), 1228-1236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01473.x>
- Ruette, S., Stahl, P. & Albaret, M. (2003). Applying distance-sampling methods to spotlight counts of red foxes. *Journal of Applied Ecology*, 40(1), 32-43. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00776.x>
- Sarmiento, P., Cruz, J., Eira, C. & Fonseca, C. (2009). Evaluation of Camera Trapping for Estimating Red Fox Abundance. *Journal of Wildlife Management*, 73(7), 1207-1212. <https://doi.org/10.2193/2008-288>
- Schweiger, A., Ammann, R. W., Candinas, D., Clavien, P. A., Eckert, J., Gottstein, B., ... Deplazes, P. (2007). Human alveolar echinococcosis after fox population increase, Switzerland. *Emerging Infectious Diseases*, 13(6), 878-882. <https://doi.org/10.3201/eid1306.061074>

- Selas, V. & Vik, J. O. (2006). Possible impact of snow depth and ungulate carcasses on red fox (*Vulpes vulpes*) populations in Norway, 1897-1976. *Journal of Zoology*, 269(3), 299-308. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00048.x>
- Sequin, E. S., Jaeger, M. M., Brussard, P. F. & Barrett, R. H. (2003). Wariness of coyotes to camera traps relative to social status and territory boundaries. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 81(12), 2015-2025. <https://doi.org/10.1139/z03-204>
- Small, R. J., Marcstrom, V. & Willebrand, T. (1993). SYNCHRONOUS AND NONSYNCHRONOUS POPULATION FLUCTUATIONS OF SOME PREDATORS AND THEIR PREY IN CENTRAL SWEDEN. *Ecography*, 16(4), 360-364. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1993.tb00225.x>
- Smedshaug, C. A., Selas, V., Lund, S. E. & Sonerud, G. A. (1999). The effect of a natural reduction of red fox *Vulpes vulpes* on small game hunting bags in Norway. *Wildlife Biology*, 5(3), 157-166.
- SMHI. (2019a). Augusti 2019 - Ostadigt med ett mycket varmt avslut. Hentet 30.04.2020 fra <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/manadens-vader-och-vatten-sverige/manadens-vader-i-sverige/augusti-2019-ostadigt-med-ett-mycket-varmt-avslut-1.149003>
- SMHI. (2019b). Juli 2019 - Rekordvarmt norr om polcirkeln. Hentet 30.04.2020 fra <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/manadens-vader-och-vatten-sverige/manadens-vader-i-sverige/juli-2019-rekordvarmt-norr-om-polcirkeln-1.148819>
- SMHI. (2019c). Juni 2019 - Varm månad i södra Sverige. Hentet 30.04.2020 fra <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/manadens-vader-och-vatten-sverige/manadens-vader-i-sverige/juni-2019-varm-manad-i-sodra-sverige-1.147198>
- SMHI. (2019d). September 2019 - I allmänhet lite varmare än normalt. Hentet 30.04.2020 fra <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/manadens-vader-och-vatten-sverige/manadens-vader-i-sverige/september-2019-i-allmanhet-lite-varmare-an-normalt-1.150361>
- Tannerfeldt, M., Elmhagen, B. & Angerbjörn, A. (2002). Exclusion by interference competition? The relationship between red and arctic foxes. *Oecologia*, 132(2), 213-220. <https://doi.org/10.1007/s00442-002-0967-8>
- The GIMP Development Team. (2019). GIMP (Versjon 2.10.14). Hentet fra <https://www.gimp.org>
- Travaini, A., Laffitte, R. & Delibes, M. (1996). Determining the relative abundance of European red foxes by scent-station methodology. *Wildlife Society Bulletin*, 24(3), 500-504.
- Walton, Z., Samelius, G., Odden, M. & Willebrand, T. (2017). Variation in home range size of red foxes *Vulpes vulpes* along a gradient of productivity and human landscape alteration. *Plos One*, 12(4), 14. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175291>
- Walton, Z., Samelius, G., Odden, M. & Willebrand, T. (2018). Long-distance dispersal in red foxes *Vulpes vulpes* revealed by GPS tracking. *European Journal of Wildlife Research*, 64(6), 6. <https://doi.org/10.1007/s10344-018-1223-9>
- Webbon, C. C., Baker, P. J. & Harris, S. (2004). Faecal density counts for monitoring changes in red fox numbers in rural Britain. *Journal of Applied Ecology*, 41(4), 768-779. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00930.x>
- Wegge, P., Bakke, B. B., Odden, M. & Rolstad, J. (2019). DNA from scats combined with capture-recapture modeling: a promising tool for estimating the density of red foxes a pilot study in a boreal forest in southeast Norway. *Mammal Research*, 64(1), 147-154. <https://doi.org/10.1007/s13364-018-0408-7>

-
- Wegge, P., Pokheral, C. P. & Jnawali, S. R. (2004). Effects of trapping effort and trap shyness on estimates of tiger abundance from camera trap studies. *Animal Conservation*, 7, 251-256. <https://doi.org/10.1017/s1367943004001441>
- Wegge, P. & Rolstad, J. (2011). Clearcutting forestry and Eurasian boreal forest grouse: Long-term monitoring of sympatric capercaillie Tetrao urogallus and black grouse T. tetrix reveals unexpected effects on their population performances. *Forest Ecology and Management*, 261(9), 1520-1529. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.041>
- Wright, R. & Giles, N. (1988). BREEDING SUCCESS OF CANADA AND GREYLAG GEESE BRANTA-CANADENSIS AND ANSER-ANSER ON GRAVEL PITS. *Bird Study*, 35, 31-36. <https://doi.org/10.1080/00063658809476977>
- Zielonka, N. B., Hawkes, R. W., Jones, H., Burnside, R. J. & Dolman, P. M. (2020). Placement, survival and predator identity of Eurasian Curlew Numenius arquata nests on lowland grass-heath. *Bird Study*, 13. <https://doi.org/10.1080/00063657.2020.1725421>
- Øien, I. J. & Aarvak, T. (2008). *Dverggås i Norge. Kunnskapsstatus og forslag til nasjonal handlingsplan.* (3-2008). Norsk Ornitologisk Forening. Hentet fra https://www.birdlife.no/prosjekter/rapporter/2008_03_NOF.pdf